Iranian Journal of Field Crops Research
Vol. 16, No. 3, Fall. 2018, p. 665-681

نشریه پژوهشهای زراعی ایران
جلد ۱۶، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۷، ص. ۶۸۱-۶۶۵

# مطالعه اثرات زیست‌محیطی محصولات عمده زراعی استان خراسان رضوی با استفاده از ارزیابی چرخه حیات

علیرضا کوچکی[1*]- جواد وفابخش[2]- سرور خرم دل[3]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۱۱/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۲/۲۶

## چکیده

تجزیه و تحلیل نظام‌های کشاورزی به منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی موجب ارتقاء کیفی مدیریت و توسعه پایدار کشاورزی می‌شود. این مطالعه با هدف بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های عمده تولیدات زراعی در استان خراسان رضوی شامل گندم، ذرت، چغندرقند، کلزا، گوجه‌فرنگی، سیب‌زمینی، خربزه، هندوانه و خیار با استفاده از ارزیابی چرخه حیات (LCA) انجام شد. بدین منظور، میانگین نهاده‌های مصرفی طی سال‌های ۹۵-۱۳۸۵ با استفاده از پرسشنامه و آمارنامه‌های وزارت جهاد کشاورزی جمع‌آوری و بر اساس روش $ISO_{14044}$، LCA در چهار گام شامل مشخص‌سازی اهداف و حوزه عمل، ممیزی چرخه حیات، ارزیابی تأثیر چرخه حیات و تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج انجام شد. در این مورد، واحد کارکردی معادل یک تن محصول اقتصادی از هر گیاه در نظر گرفته شد. گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و سرشارسازی بود. در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت (Ecox) محاسبه شد. برای سنجش قابلیت روایی پرسشنامه، ضریب آلفای کرونباخ محاسبه گردید. نتایج نشان داد که ضریب آلفای کرونباخ $\alpha$=۸۲٪ نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بوده است. بیشترین سهم انتشار گازهای گلخانه‌ای در گروه تأثیر گرمایش جهانی مربوط به دی اکسید کربن بود. بیشترین و کمترین پتانسیل گرمایش جهانی به‌ترتیب برای کلزا (۱۳۴۲/۰۱ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) و چغندرقند (۲۷/۲۵ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) به‌دست آمد. بیشترین پتانسیل سرشارسازی نظام‌های آبی مربوط به کلزا با ۰/۵۹ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی بود و کمترین میزان برای چغندرقند با ۰/۰۱ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی حاصل شد. بیشترین مجموع شاخص بوم‌شناخت مربوط به کلزا با ۰/۶۷ EcoX به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی بود و کمترین میزان برای چغندرقند با ۰/۰۱ EcoX به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی حاصل شد. مجموع شاخص بوم‌شناخت در نظام تولید کلزا در مقایسه با نظام‌های تولید گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۳۸، ۴۶، ۴۹، ۵۹، ۷۷، ۸۰ و ۹۴ درصد بالاتر به‌دست آمد بیشترین سهم در مقایسه گروه‌ای تأثیر مربوط به سرشارسازی آبی (با میانگین ۵۶ درصد) بود. بر این اساس، به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید توصیه می‌شود از مدیریت پایدار حاصلخیزی خاک، جایگزینی نهاده‌های شیمیایی، افزایش کارایی مصرف نهاده‌ها، خاکورزی کاهش یافته، تناوب زراعی، کشت مخلوط با گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و انتخاب گیاهان با هزینه‌های زیست‌محیطی کمتر در الگوی کاشت بهره‌گیری شود.

**واژه‌های کلیدی:** انتشار آلاینده، سرشارسازی آبی، گرمایش جهانی، مدیریت نظام کشاورزی

## مقدمه

رشد جمعیت همراه با توسعه فناوری و افزایش مصرف نهاده‌های شیمیایی در بوم‌نظام‌های زراعی باعث افزایش بروز اثرات زیست‌محیطی شده است (Skowroñska and Filipek, 2014). اسکورونسکا و فیلیپک (Skowroñska and Filipek, 2014) میزان انتشار آلاینده‌ها برای تولید کودهای شیمیایی را ۱/۶ تن $CO_2$ به‌ازای تولید یک تن $NH_3$ و ۲/۵-۲ تن $N_2O$ به‌ازای هر یک تن $HNO_3$ برآورد نمودند. علاوه بر این، ۱۰-۳ درصد $N_2$ مولکولی و ۳-۰/۳ درصد $NH_4$ در هنگام تولید کودهای شیمیایی به محیط انتشار می‌یابد. برخی تحقیقات نشان داده است که ۴۰-۳۰ درصد نیتروژن مورد استفاده در مزرعه به محیط به شکل $NH_3$، اکسیدهای نیتروژن

۱- استاد، گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
۲- استادیار، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی
۳- دانشیار، گروه اگروتکنولوژی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: akooch@um.ac.ir)
DOI: 10.22067/gsc.v16i3.70560

($N_2O$، NO و $NO_2$)، نیتروژن مولکولی و آبشویی به فرم نیترات، آمونیوم به محیط منتشر می‌شود (Brentrup and Palliere, 2008; Lammel, 2000). بالا بودن محتوی رطوبتی خاک در بوم‌نظام‌های مختلف زراعی افزایش انتشار $N_2O$ و آبشویی نیترات را نیز به همراه دارد (Brentrup and Palliere, 2008; Lammel, 2000). با وجودی‌که در اکثر منابع، انتشار $N_2O$ بین ۱ تا ۲ درصد از نیتروژن کودی مصرف شده ذکر شده است، ولی این مقدار ممکن است تا ۵ درصد هم برسد (Crutzen *et al.*, 2008)، زیرا $N_2O$ در اثر دنیتریفیکاسیون تولید می‌شود و از مقدار کل نیتروژن در معرض این فرآیند، ۳/۵ درصد آن به $N_2O$ تبدیل می‌شود. البته در خاک‌هایی که ماده آلی آنها زیاد باشد این مقدار ممکن است به ۷ درصد نیز برسد (De Vries *et al.*, 2003). در همین راستا، کوچکی و همکاران (Koocheki *et al.*, 2014) طی مطالعه‌ای روی تعیین پیامدهای زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی تحت مدیریت رایج و فشرده در استان خراسان نتیجه گرفتند که اگرچه تولید و عملکرد محصولات کشاورزی در قرن اخیر بهبود یافته که در نتیجه این امر موجب افزایش تولید مواد غذایی شده است، ولی این دستاوردها مشکلات اجتماعی و زیست‌محیطی نظیر شور شدن و اسیدی شدن، آبشویی نیترات و تولید گازهای گلخانه‌ای به همراه داشته است. بر این اساس، این محققان توصیه نمودند از راهکارهای مناسب برای ارزیابی تأثیر مدیریت نظام‌های زراعی برای کاهش اثرات زیست‌محیطی و دستیابی به توسعه پایدار بهره‌گیری شود (Koocheki *et al.*, 2014).

تجزیه و تحلیل مدیریت نظام‌های کشاورزی به منظور بررسی اثرات زیست‌محیطی موجب بهبود کیفی تصمیم‌گیری‌ها و برنامه‌ریزی‌ها در مدیریت و توسعه پایدار کشاورزی می‌شود (Rathke and Diepenbrock, 2006). اکرت و همکاران (Eckert *et al.*, 1999) بیان داشتند که بررسی عملکرد زیست‌محیطی نظام‌های تولید برای ارزیابی وضعیت پایداری امری ضروری می‌باشد. در همین راستا برخی از محققان بر این باورند که با توجه به دامنهٔ کارکردهای رهیافت ارزیابی چرخه حیات (LCA)، این روش مناسب‌ترین رویکرد برای ارزیابی درجه پایداری فعّالیّت‌های مختلف کشاورزی می‌باشد (Brentrup *et al.*, 2001; Brentrup *et al.*, 2004a, b; Finkbeiner *et al.*, 2006; Roy *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2009).

LCA ابزاری برای شناسایی، کمی‌سازی و ارزیابی پتانسیل اثرات زیست‌محیطی فرآیند تولید محصولات کشاورزی از مرحله تولید تا مصرف است که بر اساس دو مؤلفه میزان مصرف منابع و انتشار انواع آلاینده‌ها به محیط‌زیست تعیین می‌شود (Brentrup and Palliere, 2008; Kopiñski, 2012; Brentrup *et al.*, 2004a; Roy *et al.*, 2005; Roy *et al.*, 2009). در مطالعات LCA، «واحد کارکردی (FU)[1]» که نشان‌دهنده معیار کمی از کارکرد بوم‌نظام می‌باشد (Charles *et al.*, 2006; Brentrup *et al.*, 2004a)، اغلب وزن ماده خام یا محصول در نظر گرفته می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004a; Charles *et al.*, 2006; Hayashi, 2013). برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.*, 2004a) بیان داشتند که ارزیابی پایداری نظام‌های تولید امری ضروری بوده و بدین منظور می‌توان از شاخص‌های مختلف استفاده کرد، ولی در مجموع با توجه به کارکردها و دامنهٔ استفاده از LCA، بهره‌گیری از این رویکرد را رهیافتی مناسب برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در فعّالیّت‌های کشاورزی توصیه کردند. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.*, 2001) معتقدند که با محاسبه LCA می‌توان مشکلات نظام تولیدی از قبیل میزان مصرف منابع و تغییر کاربری اراضی را مشخص نمود. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.*, 2004b) با بررسی اثرات زیست‌محیطی مقادیر مختلف کود نیتروژن در تولید گندم زمستانه در آلمان با استفاده از LCA گزارش نمودند که مقدار این شاخص، در شرایط مصرف کمتر از ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار در حدود ۰/۲۲ تا ۰/۲۶ به‌ازای هر تن دانه بود و با افزایش مقدار مصرف نیتروژن، شاخص نهایی LCA افزایش یافت. همچنین در سطوح پایین مصرف کود، تغییر کاربری اراضی و در سطوح بالای مصرف، سرشارسازی مهمترین گروه‌های تأثیر LCA بودند. مسترلینگ و همکاران (Meisterling *et al.*, 2009) با مقایسه تولید گندم در سیستم‌های ارگانیک و رایج در آمریکا از نظر پتانسیل گرمایش جهانی با محاسبه LCA نشان دادند که تولید یک کیلوگرم نان در سیستم ارگانیک نسبت به سیستم رایج، ۳۰ کیلوگرم معادل $CO_2$ کمتری تولید می‌کند. مونتی و همکاران (Monti *et al.*, 2009) با بررسی اثرات زیست‌محیطی تناوب رایج ذرت (*Zea mays* L.)– گندم (*Triticum aestivum* L.) با کشت مخلوط کنگر فرنگی (*Cynara scolymus* L.) و گونه‌های علف‌های چمنی چندساله با استفاده از LCA نشان دادند که به‌طور آشکارا با جایگزین کردن گیاهان چندساله در نظام‌های زراعی رایج می‌توان اثرات زیست‌محیطی ناشی از تولید $CO_2$ و آبشویی نیترات را تا بیش از ۵۰ درصد کاهش داد.

نصیری محلاتی و کوچکی (Nassiri Mahallati and Koocheki, 2017a) با ارزیابی اثرات زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های تولید گندم در سه گروه کم‌نهاده، متوسط نهاده و پر نهاده در کشور با استفاده از LCA بیان داشتند که با افزایش میزان مصرف نهاده‌ها به‌ازای واحد کارکردی هکتار کلیه اثرات زیست‌محیطی به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. شدت تخلیه منابع غیرقابل تجدید (سوخت‌های فسیلی و منابع P و K) در نظام‌های پر نهاده معادل GJ $ha^{-1}$ ۲۷/۱ و تقریباً ۱/۸ برابر نظام‌های کم‌نهاده بود. در بوم‌نظام‌هایی

---

1- Functional unit

که مصرف نهاده‌ها زیاد است، افزایش عملکرد بـه بـالاتر از ۴ تـن در هکتار باعث افزایش اثرات محیطی در هکتار شد، ولی عملکرد اضافی ناشی از مصرف نهاده‌ها به اندازه‌ای نیست که این اثرات را به‌ازای هر تن دانه کاهش دهد. بنـابراین بـا وضـعیت فعلـی کـارایی اسـتفاده از نهاده‌ها افزایش عملکرد از طریق فشرده‌سازی راه‌حل مطمئنی نبوده و پـی‌آمـدهای محیطـی جـدی بـه همـراه خواهـد داشـت (Nassiri Mahallati and Koocheki, 2017b). خـرم‌دل و همکـاران (Khorramdel *et al.*, 2014) بـا بررسـی اثـرات زیسـت‌محیطـی نظام‌های تولید گندم آبی و دیم کشور بیـان داشـتند کـه بـا افـزایش میزان مصرف نهاده‌ها اثرات زیسـت‌محیطـی آن افـزایش یافـت؛ بـه طوری‌که بیشترین سهم از شاخص بوم‌شناخت در هر دو نظام مربـوط به گروه تأثیر گرمایش جهانی بود. نتایج مطالعه سـلطانی و همکـاران (Soltani *at al.*, 2010) روی ارزیابی اثـرات زیسـت‌محیطـی تولیـد گندم در گرگان و مقایسه با اروپا نشان داد که تولید گندم دارای اثرات زیست‌محیطی قابل توجهی از نظر تخلیه انرژی‌های غیرتجدیدشونده، گرمایش جهانی، سرشارسازی، اکسیداسیون فتوشیمیایی، اسیدی شدن و تخلیه ازن می‌باشد و از این‌نظـر فاصـله معنـی‌داری بـا کشـورهای اروپایی (حدمطلوب) دارد. فلاح‌پور و همکـاران (Fallahpour *et al.*, 2012) با ارزیابی اثرات زیست‌محیطی تولید غلات در شرایط مدیریت فاریاب و آبی در شمال شرق کشور با استفاده از LCA دریافتند که در مقادیر کم مصرف کود نیتروژن، اثرات زیست‌محیطی به مراتب کمتـر بود و با افزایش مصرف کـود نیتـروژن، ایـن اثـرات زیسـت‌محیطـی افزایش یافت. سلطانی و همکاران (Soltani *at al.*, 2015) با ارزیابی زیست‌محیطی سیستم‌های مختلـف چغندرقنـد (*Beta vulgaris* L.) به‌عنوان یک محصول اسـتراتژیک در اسـتان‌هـای خراسـان رضـوی، شمالی و جنوبی و مقایسه آن با الگوهای تولید مکانیزه، نیمه‌مکانیزه و سـنتی، پتانسـیل گـروه‌هـای تـأثیر شـامل گرمـایش جهـانی، یوتریفیکاسـیون، اکسیداسـیون فتوشـیمیایی، تخلیـه ازن و اسـیدی چغندرقند را به‌ترتیب ۴۸۸/۸ کیلـوگرم معـادل $CO_2$ بـه‌ازای هـر تـن محصول، ۰/۶۴ کیلوگرم معادل $PO_4$ به‌ازای هـر تـن محصـول، ۰/۳ کیلوگرم معادل $C_2H_4$ به‌ازای هر تن محصول، ۸۲/۹ کیلوگرم معـادل CFC-11 به‌ازای هر تن محصول و ۲/۲ کیلوگرم معادل $SO_2$ به‌ازای هر تن محصول گزارش کردنـد کـه در مقایسـه بـا شـرایط سـوئیس به‌عنوان حد مطلوب در برخی گروه‌های تأثیر تا ۴۰ برابـر بـالاتر بـود. همچنین آبیاری بیشترین سـهم را در تشـدید اثـرات زیسـت‌محیطـی داشت که با توجه به شرایط اقلیمـی منطقـه و وجـود خشکسـالی‌هـا، نتیجه‌گیری شد که تأمین این انرژی به علت وابستگی به سوخت‌های فسـیلی موجـب تشـدید بیشـتر اثـرات زیسـت‌محیطـی خواهـد شـد. اسـماعیل‌پـور و همکـاران (Esmaielpour *et al.*, 2015) گـزارش نمودند که افـزایش مصـرف کـود نیتـروژن از ۲۵۰ بـه بـیش از ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار در نظام‌های تولید سـیب‌زمینـی، افـزایش ۶۵ و ۵۶ درصدی پتانسیل سرشارسازی را به‌ترتیب برای محیط‌های خشـکی و آبی به دنبال داشت.

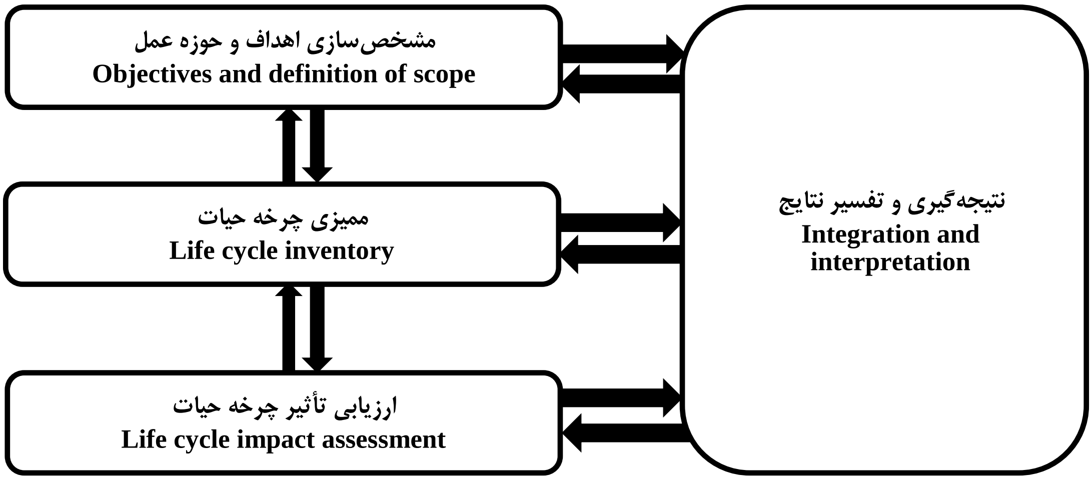
بدین‌ترتیب، با وجودی که آمار و اطلاعات نشـان‌دهنـده مصـرف نهاده‌های شیمیایی و اجرای عملیات خاکورزی فشـرده در نظـام‌هـای تولیـد محصـولات زراعـی در اسـتان خراسـان رضـوی مـی‌باشـد (Koocheki *et al.*, 2014)، اطلاعات دقیقـی در مـورد پـی‌آمـدهای مصرف این نهاده‌ها در اختیار نیست. علاوه بر ایـن، مشـخص نیسـت که کدام بخش نهاده‌های ورودی بیشترین تأثیر منفـی را بـر آلـودگی محیط‌زیست اعمال می‌کننـد. هـدف از ایـن تحقیـق، ارزیـابی اثـرات زیست‌محیطی نظام‌های عمـده تولیـدات زراعـی در اسـتان خراسـان رضوی با استفاده از LCA بود.

## مواد و روش‌ها

به‌منظور جمع‌آوری اطلاعـات، میـانگین نهـاده‌هـای مصـرفی در محصولات عمده استان خراسـان رضـوی شـامل گنـدم (*Triticum aestivum* L.)، ذرت (*Zea mays* L.)، چغندرقنـد (*Beta vulgaris* L.)، کلـزا (*Brassica napus* L.)، گوجـه‌فرنگـی (*Solanum lycopersicum* L.)، سـیب‌زمینـی (*Solanum tuberosum* L.)، خربـزه (*Cucumis melo* L.)، هندوانـه (*Citrullus lanatus* L.) و خیار (*Cucumis sativus* L.) طی سال‌های ۹۵-۱۳۸۵ با اسـتفاده از پرسشنامه (۱۷ مزرعه از هر محصـول) و آمارنامـه‌هـای وزارت جهـاد کشـاورزی و سـایر آمارنامـه‌هـا تعیـین و از روش $ISO_{14044}$ (ISO, 2006; Brentrup *et al.*, 2004a) برای ارزیابی اثرات زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های تولید محصولات استفاده شد. LCA از جمله روش‌هـای مورد تأیید ISO می‌باشد و ایـن سـازمان در سـری انتشـارات ۱۴۰۴۰ خود نحوه انجام این روش‌ها را شـامل نشـریه‌هـای ۱۴۰۴۰، ۱۴۰۴۱، ۱۴۰۴۲ و ۱۴۰۴۳ به‌ترتیب به صورت اصول و چارچوب LCA، هدف، حوزه و صورت‌برداری (ممیزی)، ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و تفسیر نتایج مشخص نموده است (ISO, 1997). بر اساس این روش، LCA در چهار گام شامل مشخص‌سـازی اهـداف و حـوزه عمـل[1]، ممیـزی چرخه حیات[2]، ارزیابی تأثیر چرخـه حیـات[3] و تلفیـق، نتیجـه‌گیـری و تفسیر نتایج[4] محاسبه شد (شکل ۱).

---

1- Objectives and definition of scope
2- Life cycle inventory
3- Life cycle impact assessment
4- Integration and interpretation




**شکل ۱- چهارچوب روش ارزیابی چرخهٔ حیات (ISO 14040, 1997)**

**Figure 1- Life cycle assessment framework (ISO 14040, 1997)**

**الف- مشخص‌سازی اهداف و حوزه عمل:** در این مرحله ابتدا نهاده‌ها و خروجی‌ها تعیین شدند. مهمترین عامل در تعیین اهداف مطالعه، مشخص نمودن مرزهای سیستم و واحد کارکردی می‌باشد (Brentrup *et al.*, 2004a; Kowalski *et al.*, 2007). واحد کارکردی معادل یک تن محصول اقتصادی از هر محصول در نظر گرفته شد. بر این اساس، واحد کارکردی گندم، ذرت و کلزا یک تن دانه برای سیب‌زمینی یک تن ساقه زیرزمینی، در مورد چغندرقند یک تن غده یا ریشه و برای گوجه‌فرنگی، خیار، خربزه و هندوانه معادل یک تن میوه در نظر گرفته شد.

**ب- ممیزی چرخه حیات (LCI):** این مرحله شامل جمع‌آوری، تجزیه و تحلیل و ممیزی نهاده‌ها و خروجی‌ها (شامل انتشار مواد به اتمسفر، آب، زمین، پسماندها و فرآورده‌های جانبی) برای هر نظام تولید است (Skowrońska and Filipek, 2014). در این مرحله، کلیه نهاده‌های لازم و پسماندها و آلاینده‌های انتشاریافته تعیین و بر حسب واحد کارکردی محاسبه شد (Brentrup *et al.*, 2001). بر اساس دستورالعمل ISO این اثرات زیست‌محیطی شامل انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای، فلزات سنگین و آفت‌کش‌ها به اتمسفر، خاک و آب بود (Finkbeiner *et al.*, 2006).

**ج- ارزیابی تأثیر چرخه حیات:** هدف از این مرحله، تجزیه و تحلیل کمی نتایج مرحله ممیزی می‌باشد. به این منظور، برای هر یک از گروه‌های تأثیر، ضریب ویژه[1] (CF) تعریف شد. گروه‌های تأثیر مورد مطالعه شامل گرمایش جهانی، اسیدی شدن و سرشارسازی در نظام‌های خشکی و آبی بود (Finkbeiner *et al.*, 2006; Brentrup *et al.*, 2004a):

**گرمایش جهانی:** این گروه تأثیر از طریق برآورد تولید و انتشار گازهای گلخانه‌ای شامل $CO_2$، $CH_4$ و $N_2O$ محاسبه و بر اساس معادل کیلوگرم $CO_2$ یکسان‌سازی شد (جدول ۱) (ISO, 2006).

**اسیدی شدن:** شاخص مربوط به این گروه تأثیر که بر اساس معادل کیلوگرم $SO_2$ یکسان‌سازی می‌شود، بر اساس میزان ورود املاح و ترکیبات معدنی به خاک برآورد شد (جدول ۱) (Brentrup *et al.*, 2004a; Biswas *et al.*, 2008).

**سرشارسازی:** از آنجا که منبع تشدیدکننده سرشارسازی در نظام‌های خشکی ورود $NH_3$ و $NO_x$ و برای محیط‌های آبی ورود ترکیبات N و P می‌باشد (Brentrup *et al.*, 2004a; Biswas *et al.*, 2008)، لذا این گروه تأثیر در دو زیرگروه محیط‌های آبی و خشکی به‌طور جداگانه برآورد شد (جدول ۱).

تأثیر این سه گروه که بسته به ماهیت ممکن است منبع[2] (R) یا عوامل انتشاریافته[3] (E) باشند به‌ازای واحد کارکردی با استفاده از معادله (۱) تعیین شد.

$$Ii = \sum (Rj, Ej) \times CFij \qquad (۱)$$

پس از آن، نرمال‌سازی شاخص‌ها بر اساس دستورالعمل ISO و با استفاده از معادله (۲) انجام شد (Guinée, 1999; Guinée, 2001):

$$N_i = \frac{I_i}{I_{i,ref}} \qquad (۲)$$

1- Characteristic factor

2- Resource

3- Emission

جدول ۱- فاکتور مشخص‌سازی گروه‌های تأثیر (Brentrup *et al*., 2004a)

**Table 1- Characterization factors for impact categories**

| ماده Material (kg) | فاکتور مشخص‌سازی Characterization factor |
|---|---|
| **پتانسیل گرمایش جهانی Climate change potential** | |
| $CO_2$ | 1 |
| $CH_4$ | 21 |
| $N_2O$ | 310 |
| **پتانسیل اسیدی شدن Acidification potential** | |
| $SO_2$ | 1 |
| $NO_x$ | 0.28 |
| $NH_3$ | 1.30 |
| **پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های خشکی Terrestrial eutrophication potential** | |
| $NO_x$ | 1 |
| $NH_3$ | 5 |
| **پتانسیل اوتریفیکاسیون در بوم‌نظام‌های آبی Terrestrial eutrophication potential** | |
| P | 1 |
| $NO_3$ | 0.1 |
| $NO_x$ | 0.13 |
| $NH_4$ | 0.33 |
| $PO_4$ | 0.0048 |
| $NH_3$ | 0.35 |
| N | 0.42 |
| $NO_3$-N | 0.42 |

که در این معادله، $N_i$: مقدار نرمال شده شاخص مربوط به گروه تأثیر $i$ به‌ازای واحد کارکردی، $I_i$: مقدار محاسبه شده (غیر نرمال) شاخص مربوط به گروه تأثیر $i$ (به‌ازای هر یک واحد کارکردی) و $I_{i,ref}$: مقدار شاخص مربوط به هر گروه تأثیر در شرایط مرجع می‌باشد.

سپس، شاخص‌های نرمال شده با استفاده از معادله (۳) موزون شدند تا شدت تأثیر آنها بر حسب وزن ($W$) مربوط به هر گروه تأثیر لحاظ گردد (Brentrup *et al*., 2004a):

$$W_{ijk} = \frac{C_{ijk}}{T_{ijk}} \quad (۳)$$

که در آن، $W_{ijk}$: وزن مربوط به شاخص $i$ در منطقه $j$ در سال $k$، $C_{ijk}$: مقدار فعلی شاخص $i$ در منطقه $j$ در سال $k$ و $T_{ijk}$: مقدار هدف برای شاخص $i$ در منطقه $j$ در سال $k$ می‌باشد.

**د- تلفیق، نتیجه‌گیری و تفسیر نتایج**[1]: در آخرین مرحله، شاخص بوم‌شناخت[2] که معیار نهایی LCA می‌باشد، با استفاده از معادله (۴) محاسبه شد (Brentrup *et al*., 2004a):

$$EcoX = \sum Ni \times W_i \quad (۴)$$

که در آن، Ecox: شاخص محیطی بوم¬شناخت به ازای واحد کارکردی، Ni: مقدار نرمال شده مربوط به هر گروه تأثیر و Wi: وزن مربوط به هر یک از مقادیر Ni می¬باشد.

برای سنجش قابلیت روایی[3] پرسشنامه، ضریب آلفای کرونباخ[4] محاسبه گردید (Cronbach, 1951).

پس از جمع‌آوری پرسشنامه‌ها، دسته‌بندی اطلاعات و محاسبات مربوطه با استفاده از نرم‌افزار Excel انجام گردید. شکل‌ها با استفاده از نرم‌افزار Microsoft Excel 2013 رسم شدند.

## نتایج و بحث

**میزان نهاده‌های مصرفی و عملکرد اقتصادی:** میانگین میزان نهاده‌های مورد استفاده به‌ازای هر یک هکتار و عملکرد محصول اقتصادی در نظام‌های تولید محصولات عمده در استان خراسان رضوی در جدول ۲ نشان داده شده است.

**آلفای کرونباخ:** ضریب آلفای کرونباخ برابر با α=٪۸۲ محاسبه شد که نشان‌دهنده قابلیت اعتماد بالای پرسشنامه بوده است.

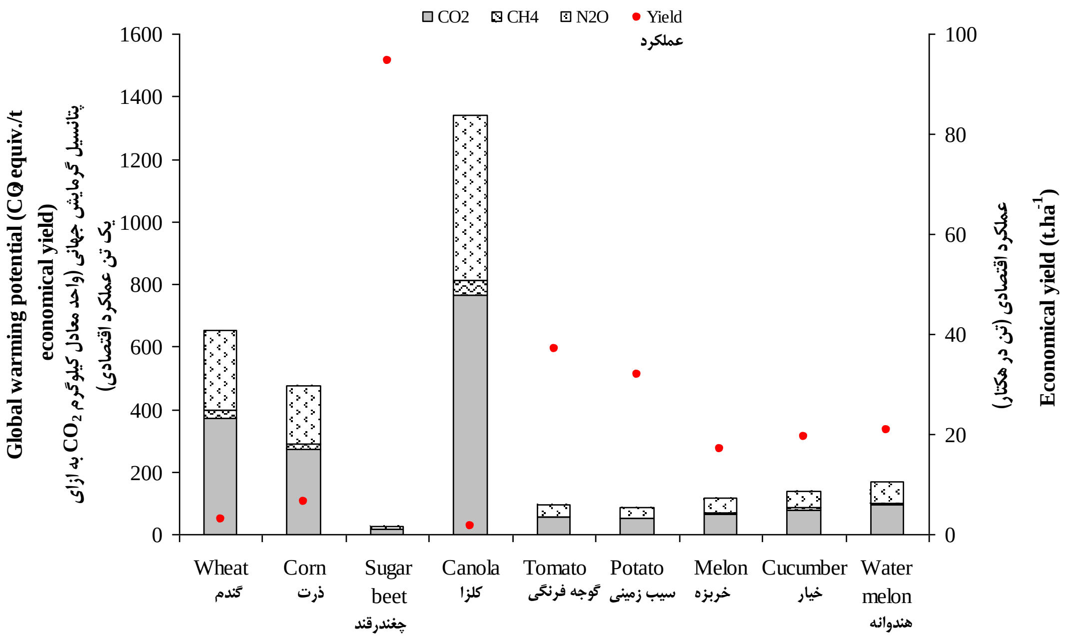
**گرمایش جهانی:** بیشترین و کمترین پتانسیل گرمایش جهانی در مقایسه محصولات عمده استان خراسان رضوی به‌ترتیب برای کلزا (۱۳۴۲/۰۱ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) و چغندرقند (۲۷/۲۵ واحد معادل کیلوگرم $CO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) به‌دست آمد. پتانسیل گرمایش جهانی بوم‌نظام‌های تولید کلزا نسبت به گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۵۰، ۶۹، ۸۲، ۸۸، ۹۰، ۹۴ و ۹۵ درصد بالاتر محاسبه شد (شکل ۲). بیشترین سهم انتشار گازهای گلخانه‌ای در گروه تأثیر گرمایش جهانی در مقایسه گازهای مختلف، مربوط به دی اکسید کربن بود و کمترین سهم به متان اختصاص داشت. دامنه انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای شامل متان، اکسید نیترو و دی اکسید کربن از مجموع پتانسیل این گروه تأثیر به‌ترتیب برابر با ۴/۳-۳/۲، ۴۷/۳-۳۹/۱ و ۶۲/۱-۵۷/۱ درصد محاسبه شد (شکل ۲).

1- Integration and interpretation
2- Eco-Index
3- Reliability
4- Cronbach's Alfa

**جدول ۲- مقدار نهاده‌ها و ستانده‌های محصولات عمده در استان خراسان رضوی به‌ازای هر یک هکتار**

**Table 2- Input and output of important crops in Khorasan-e Razavi Province per one ha**

| الف) نهاده‌ها<br>**A) Inputs** | گندم<br>**Wheat** | ذرت<br>**Corn** | چغندرقند<br>**Sugar beet** | کلزا<br>**Canola** | گوجه‌فرنگی<br>**Tomato** | سیب‌زمینی<br>**Potato** | خربزه<br>**Melon** | خیار<br>**Cucumber** | هندوانه<br>**Water melon** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| سوخت (لیتر)<br>Fuel (l) | 128.5 | 185.70 | 498.60 | 144.60 | 155.90 | 568.20 | 96.40 | 78.60 | 68.20 |
| کود دامی (تن)<br>Cow manure (ton) | - | - | - | - | 4.1 | 4.01 | 4.15 | 4.38 | 4.14 |
| کودهای شیمیایی (کیلوگرم)<br>Chemical fertilizers (kg) | | | | | | | | | |
| الف) نیتروژن<br>A) Nitrogen | 250 | 400 | 300 | 300 | 300 | 250 | 100 | 200 | 300 |
| ب) پتاسیم<br>B) Potassium | 75 | 100 | 150 | 100 | 100 | 100 | 100 | 100 | 250 |
| ج) فسفر<br>C) Phosphorus | 150 | 200 | 150 | 150 | 150 | 100 | 200 | 100 | 200 |
| آب (متر مکعب)<br>Water $m^{3)}$ | 5700 | 14500 | 14500 | 6000 | 12700 | 12500 | 12500 | 12226 | 12500 |
| بذر (کیلوگرم)<br>Seed (kg) | 220 | 35 | 3.75 | 6.4 | 2.1 | 3575 | 3.5 | 3.6 | 4.5 |
| **ب) ستانده**<br>**B) Outputs** | | | | | | | | | |
| عملکرد اقتصادی (تن)<br>Economical yield (t) | 2.91 | 6.39 | 94.47 | 1.69 | 37.12 | 31.79 | 16.95 | 19.49 | 20.77 |




**شکل ۲- پتانسیل گرمایش جهانی به‌ازای هر یک واحد کارکردی محصولات عمده استان خراسان رضوی**

**Figure 2- Global warming potential of important crops as a functional unit in Khorasan-e Razavi Province**

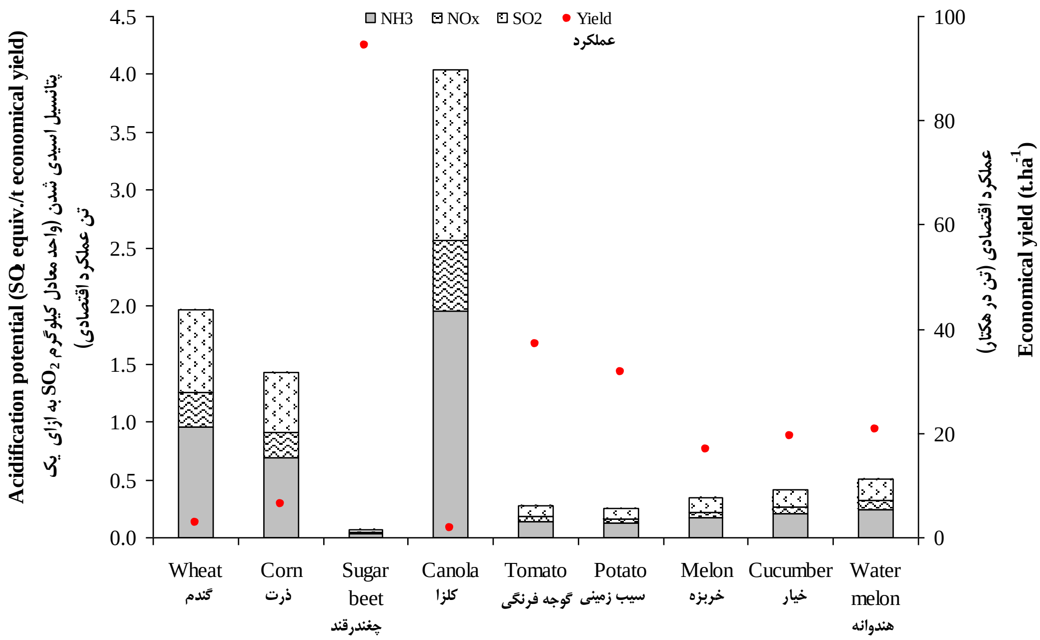
اگرچه پتانسیل گرمایش متان ۲۱ برابر دی اکسید کربن می‌باشد (IPCC, 2006)، ولی میزان انتشار آن در مقایسه با دو گاز دیگر ناچیز بود. در شرایط غیرغرقابی (غیرهوازی) کودهای دامی مهمترین منشاء انتشار متان در مزرعه می‌باشند (Van der Hoek and Van Schijndel, 2006) و کاربرد محدود این نوع کود در بوم‌نظام‌های تولید محصولات عمده در استان خراسان رضوی (جدول ۱) باعث کاهش سهم این گاز از مجموع GWP شده است.

غلظت کنونی دی‌اکسید کربن در اتمسفر به‌عنوان یکی از اصلی‌ترین گازهای گلخانه‌ای برابر با ۴۰۵/۱۴ پی‌پی‌ام می‌باشد (https://www.$CO_2$.earth). دلیل عمده تولید و انتشار انواع گازهای گلخانه‌ای به‌ویژه $CO_2$ و $N_2O$ در بوم‌نظام‌های زراعی فشرده نظیر کلزا و غلات (شکل ۲) مربوط به مصرف سوخت‌های فسیلی، به‌کارگیری ماشین‌آلات برای عملیات مختلف زراعی و همچنین فرآیند تولید و مصرف کودهای شیمیایی است (Brentrup *et al.*, 2004a; Dyer and Desjardins, 2003; Moudrý *et al.*, 2013). وست و مارلند (West and Marland, 2002) گزارش نمودند که شخم با گاوآهن برگردان‌دار باعث انتشار ۲۶/۷۵ کیلوگرم کربن در هکتار به اتمسفر شده که برابر ۹۸ کیلوگرم معادل $CO_2$ می‌باشد. لال (Lal, 2004) کربن انتشاریافته به اتمسفر تحت تأثیر عملیات خاکورزی را ۱۵/۲ کیلوگرم در هکتار (۵۵/۷ کیلوگرم معادل $CO_2$ در هکتار) گزارش کرد. بومن (Bouwman, 1990) دلیل عمده انتشار گازهای گلخانه‌ای از بوم‌نظام‌های زراعی را مصرف کودهای شیمیایی به‌ویژه کودهای نیتروژنه معرفی نمود.

علاوه بر افزایش غلظت $CO_2$، برخی بررسی‌ها نشان داده است که غلظت $N_2O$ در اتمسفر از ۲۷۵ پی‌پی‌بی (در دوره قبل از صنعتی شدن) به ۳۱۹ پی‌پی‌بی (در سال ۲۰۰۵ میلادی) افزایش یافته (IPCC, 2007) که این امر موجب تخریب لایه ازن شده است. پتانسیل گرمایش این گاز گلخانه‌ای ۳۱۰ برابر $CO_2$ است (Crutzen, 1981). کروتزن و همکاران (Crutzen *et al.*, 2008) نشان دادند که با افزایش میزان مصرف کودهای نیتروژنه سهم $N_2O$ افزایش می‌یابد، در صورتی‌که با کاهش مصرف این کودها نقش $CO_2$ در پتانسیل گرمایش تشدید خواهد شد. خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan *et al.*, 2013) خاطر نشان ساختند که مهمترین آلاینده انتشاریافته از کودهای شیمیایی نیتروژنه که بیشترین تأثیر (با سهم ۹۷ درصد) را در تشدید پتانسیل گرمایش جهانی دارد، $N_2O$ است. میودری و همکاران (Moudrý *et al.*, 2013) بیان داشتند که انتشار $N_2O$ به دلیل بالاتر بودن مصرف کودهای نیتروژن در بوم‌نظام‌های رایج به مراتب بالاتر از نظام‌های ارگانیک بود. بارتون و همکاران (Barton *et al.*, 2008) گزارش نمودند اگرچه انتشار گازهای گلخانه‌ای بین نظام‌های مختلف گیاهی بسته به شرایط اقلیمی و خاکی متفاوت می‌باشد، ولی نوع مدیریت تأثیر به‌سزایی بر میزان انتشار این گازها و در نتیجه پتانسیل گرمایش جهانی دارد. بر این اساس، مشخص است که اجرای مدیریت فشرده‌تر در نظام‌های تولید محصولات مختلف در استان خراسان رضوی به‌ویژه مصرف کودهای شیمیایی و خاکورزی فشرده باعث تشدید پتانسیل گرمایش جهانی شده است.

نتایج مطالعات موجود مؤید آن است که دلیل اصلی تشدید پتانسیل گرمایش جهانی در بوم‌نظام‌های کشاورزی مربوط به احتراق سوخت‌های فسیلی می‌باشد (Mila i Canals *et al.*, 2006). بنابراین، با توجه به سهم بالای انتشار گازهای گلخانه‌ای توصیه می‌شود از تنوع بخشیدن به الگوهای کشت و ورود گیاهان چندساله مانند گیاهان علوفه‌ای، دارویی و در مواردی کشت مخلوط گیاهان یکساله با گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن، نظام‌های خاکورزی کاهش یافته و مصرف مقادیر مناسب کودهای آلی به‌عنوان جایگزینی برای کودهای شیمیایی با در نظر گرفتن نیاز گیاه و خصوصیات خاک به‌عنوان راهکارهایی پایدار برای تخفیف اثرات این گروه تأثیر در نظام‌های تولید محصولات مختلف در استان خراسان رضوی بهره‌گیری شود. روش‌های نوین از جمله کم‌خاکورزی نه تنها از نظر مصرف انرژی و کاهش مصرف سوخت‌های فسیلی اقتصادی‌تر هستند، بلکه از فرسایش خاک نیز جلوگیری کرده و موجب حفظ بقایای گیاهی در سطح خاک شده که علاوه بر جلوگیری از تبخیر آب در بوم‌نظام‌های خشک و نیمه‌خشک استان و خنک شدن سطح خاک در نهایت، باعث بهبود ترسیب کربن خواهد شد. البته اجرای این راهکارها بهبود تنوع کارکردی و در نتیجه پایداری نظام‌های تولید محصولات مختلف را نیز موجب خواهد شد.

**اسیدی شدن:** بیشترین و کمترین پتانسیل اسیدی شدن به‌ترتیب مربوط به کلزا (۰/۰۷ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) و چغندرقند (۴/۰۴ واحد معادل کیلوگرم $SO_2$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) بود. پتانسیل اسیدی شدن نظام‌های تولید کلزا در مقایسه با گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۴۸، ۵۹، ۷۸، ۸۲، ۸۹، ۹۱ و ۹۲ درصد بالاتر بود (شکل ۳). بیشترین سهم انتشار آلاینده‌های مختلف در گروه تأثیر اسیدی شدن برای $NH_3$ به‌دست آمد. دامنه انتشار آلاینده‌ها شامل $NO_x$، $SO_2$ و $NH_3$ از مجموع پتانسیل این گروه تأثیر به‌ترتیب ۱۵/۲-۱۰/۰۱، ۳۶/۶-۲۱/۶ و ۴۸/۵-۳۶/۸ درصد محاسبه شد (شکل ۳).



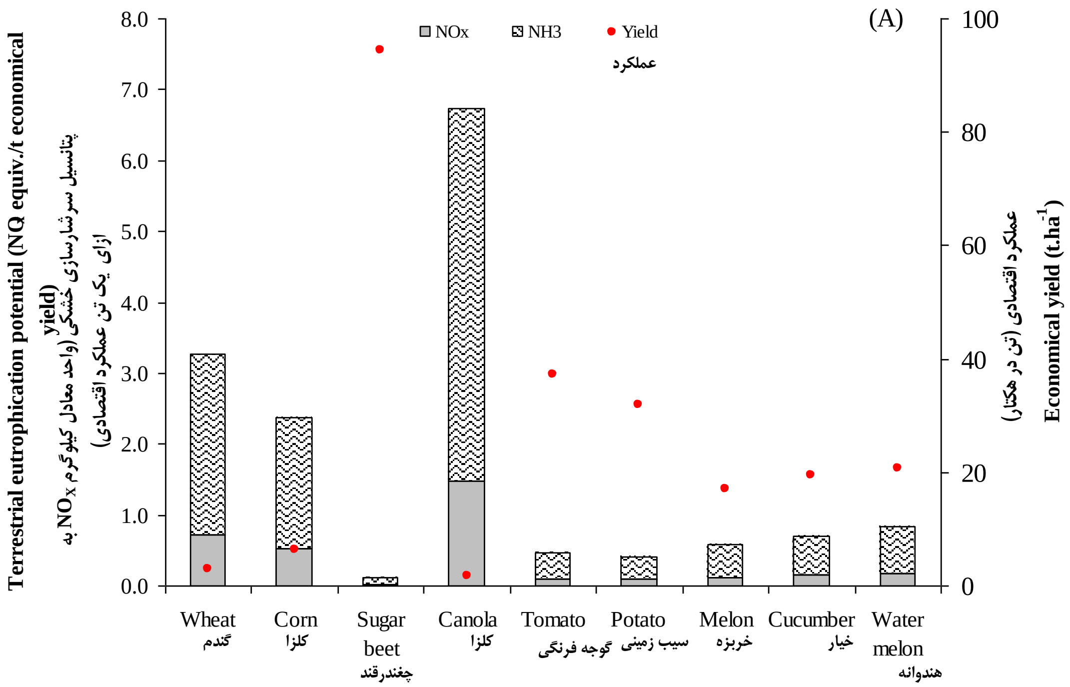

**شکل ۳- پتانسیل اسیدی شدن به‌ازای هر یک واحد کارکردی محصولات عمده استان خراسان رضوی**

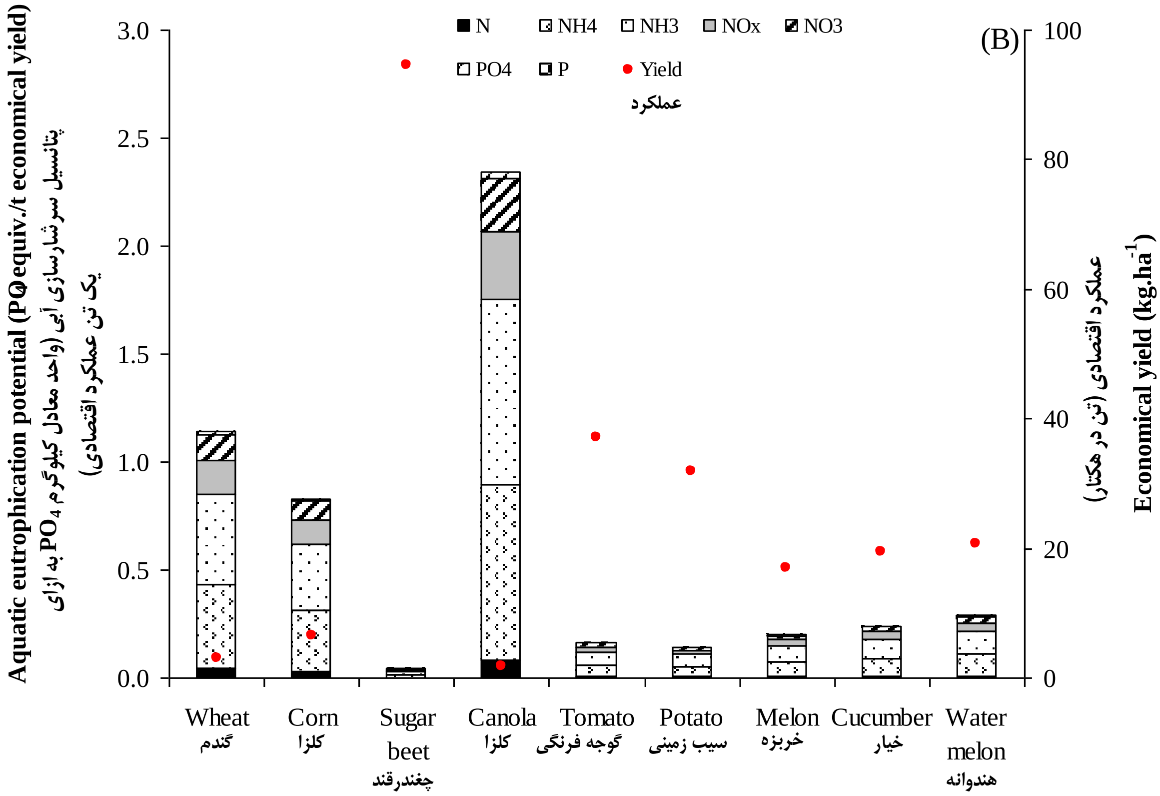
**Figure 3- Acidification potential of important crops as a functional unit in Khorasan-e Razavi Province**

مهمترین مواد دارای پتانسیل اسیدی شدن دی‌اکسید سولفور و اکسیدهای نیتروژن هستند که در بوم‌نظام‌های کشاورزی از مصرف سوخت‌های فسیلی و کودهای شیمیایی تولید می‌شوند (ECETOC, 1994; Engström *et al.*, 2009) که این انتشار به‌وسیله مجموعه فرآیندهای پیچیده انتقال اتمسفری و شیمیایی اسیدی شدن را تشدید نموده که اثرات زیان‌باری بر اجزای بوم‌نظام، جمعیت‌های گیاهی و جانوری دارد (Bare *et al.*, 2003). اندازه‌گیری‌ها نشان داده است که هرچه سیستم تولید فشرده‌تر باشد، سهم $NH_3$ ناشی از تصعید کودها در اسیدی شدن تشدید شده و از سهم $NO_x$ و $SO_2$ کاسته می‌شود (Brentrup *et al.*, 2004). افزایش مصرف کودهای نیتروژنه در نظام‌های فشرده تولید محصولات مختلف در استان خراسان رضوی همچون کلزا و غلات (شامل گندم و ذرت) از طریق انتشار آلاینده‌های $NH_3$ و $NO_x$ باعث تشدید پتانسیل گروه تأثیر اسیدی شدن در مقایسه با سایر محصولات به‌ویژه چغندرقند گردید. برخی محققان دلیل این انتشار را به تبخیر نیتروژن به فرم‌های آمونیاک و اکسیدهای نیتروژن نسبت دادند (Fallahpour *et al.*, 2012). بنا بر عقیده ماهلر و همکاران (Mahler *et al.*, 1994) با توجه به هزینه‌های اقتصادی و زیست‌محیطی بوم‌نظام‌های زراعی رایج، به منظور توسعه پایدار لازم است تحقیقات گسترده‌تری جهت افزایش کارایی و بهره‌وری نیتروژن به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک همچون استان خراسان رضوی انجام شود. بدین ترتیب، به نظر می‌رسد که از اعمال مدیریت‌های کم‌نهاده با تأکید بر انتخاب الگوی مناسب کاشت، تناوب زراعی مناسب، کاهش کاربرد کودهای شیمیایی نیتروژن و افزایش مصرف نهاده‌های آلی و جایگزین شدن آنها با کودهای شیمیایی در مزارع تولید محصولات مختلف در این استان به‌عنوان راهکارهایی بوم‌شناختی برای بهبود کارایی مصرف عناصر و تخفیف پتانسیل اسیدی شدن بهره‌گیری شود. نمکک و همکاران (Nemecek *et al.*, 2011) نیز بهره‌گیری از مدیریت ارگانیک را به‌عنوان راهکاری برای تخفیف اثرات زیست‌محیطی معرفی نمودند. توصیه نظام‌های مبتنی بر تناوب زراعی مناسب در مناطق خشک و نیمه‌خشک، علاوه بر ایجاد ثبات تولید، مشکلات ناشی از الگوهای کشت نادرست، افزایش مصرف آب و مصرف بی‌رویه کودهای نیتروژنه را نیز به حداقل می‌رساند.

**سرشارسازی خشکی و آبی:** بیشترین پتانسیل سرشارسازی نظام‌های خشکی در مقایسه محصولات مختلف استان خراسان رضوی مربوط به کلزا (۶/۷۴ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) بود و کمترین میزان برای چغندرقند (۰/۱۲ واحد معادل کیلوگرم $NO_x$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی) حاصل شد. پتانسیل سرشارسازی خشکی نظام‌های تولید کلزا در مقایسه با گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۳۲، ۳۹، ۵۰، ۶۹، ۷۶، ۷۹ و ۸۸ درصد بالاتر محاسبه گردید (شکل ۴- الف). بیشترین سهم آلاینده‌های مختلف در گروه تأثیر سرشارسازی خشکی مربوط به $NH_3$ بود. دامنه انتشار آلاینده‌ها شامل $NH_3$ و $NO_x$ از مجموع پتانسیل این گروه

تأثیر به‌ترتیب برابر با ۲۱/۸-۱۱/۰۱ و ۷۸/۲-۶۰/۸ درصد حاصل شـد (شکل ۴- الف).




**شکل ٤- پتانسیل سرشارسازی (الف) خشکی و (ب) آبی به‌ازای هر یک واحد کارکردی محصولات عمده استان خراسان رضوی**

**Figure 4- (A) Terrestrial and (B) aquatic eutrophication potential of important crops as a functional unit in Khorasan-e Razavi Province**

بیشترین پتانسیل سرشارسازی نظام‌های آبی مربوط به کلزا با ۰/۵۹ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی بود و کمترین میزان برای چغندرقند با ۰/۰۱ واحد معادل کیلوگرم $PO_4$ به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی حاصل شد. پتانسیل سرشارسازی آبی نظام‌های تولید کلزا در مقایسه با گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۴۰، ۵۱، ۶۶، ۷۹، ۸۵، ۹۱ و ۹۲ درصد بالاتر بود (شکل ۴-ب). در مقایسه آلاینده‌های مختلف این گروه تأثیر شامل P، $PO_4$، N، $NO_3$، $NO_x$ و $NH_3$، بیشترین سهم مربوط به $NH_4$ بود. دامنه انتشار انواع آلاینده‌ها شامل P، $PO_4$، N، $NO_3$، $NO_x$، $NH_4$ و $NH_3$ از مجموع پتانسیل این گروه تأثیر به‌ترتیب برابر با ۰/۰۲۳-۰/۰۰۸، ۱/۶-۰/۸، ۳/۷-۲/۶، ۱۰/۵-۸/۳، ۱۳/۵-۱۱/۷، ۳۴/۶-۳۱/۴ و ۳۷/۶-۳۲/۶ درصد محاسبه شد (شکل ۴-ب).

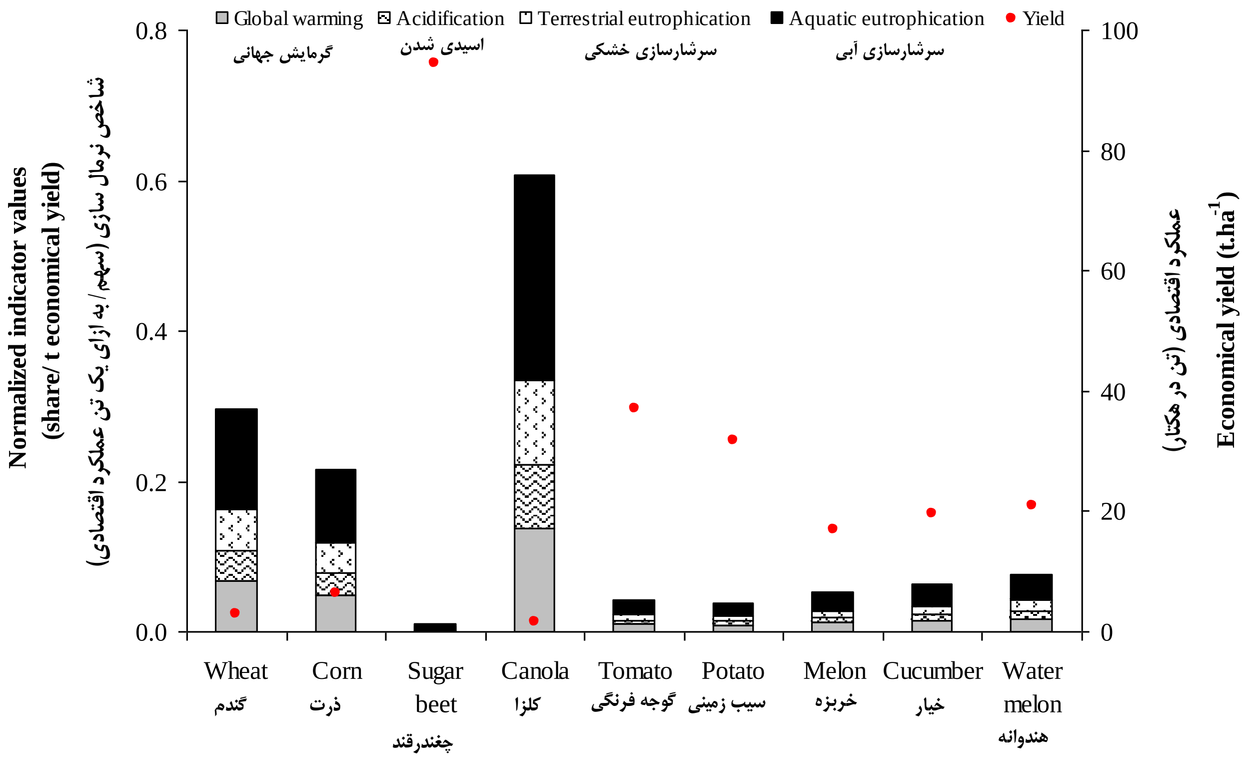
در نظام‌های مختلف تولید در استان خراسان رضوی، انتشار آلاینده‌های مختلف به‌ویژه $NH_3$، $NH_4$، $NO_3$ و NOx و تلفات P به محیط باعث تشدید پتانسیل این گروه تأثیر در محیط‌های خشکی و آبی شده است. از آنجا که انتشار $NO_x$ عمدتاً وابسته به نقل و انتقال و استفاده از ماشین‌آلات است (Brentrup *et al.*, 2004a)، لذا میزان انتشار این آلاینده برای محیط خشکی به مراتب بالاتر از آبی بود. سرشارسازی سبب تغییر در ترکیب گونه‌ای بوم‌نظام شده و میزان تولید بیوماس را افزایش می‌دهد که موجب زنجیره‌ای از پیامدهای زیان‌بار شامل کاهش تنوع زیستی و تولید ترکیبات شیمیایی برای انسان، دام و سایر پستانداران می‌شود که این انتشار به‌وسیله مجموعه فرآیندهای پیچیده انتقال اتمسفری و شیمیایی اسیدی شدن را تشدید نموده که اثرات زیان‌باری بر اجزای بوم‌نظام، جمعیت‌های گیاهی و جانوری دارد (Bare *et al.*, 2003).

انتشار نیترات به‌عنوان یکی دیگر از آلاینده‌های گروه تأثیر سرشارسازی، به‌طور معنی‌داری به شرایط اقلیمی و خصوصیات خاک وابسته بوده و در شرایط ثابت محیطی تابع میزان مصرف نیتروژن است. برای مثال، در مطالعه‌ای بر روی گندم مشخص شد که با تغییر میزان مصرف نیتروژن از ۱۰۰ به ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار پتانسیل سرشارسازی در واحد سطح بیش از ۵۰ درصد افزایش یافت (Charles *et al.*, 2006). با افزایش مصرف کودهای نیتروژنی سهم $NO_3^-$ در پتانسیل سرشارسازی از سایر عوامل مؤثر بر این گروه تأثیر بیشتر می‌شود. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al.*, 2004b) با بررسی میزان انتشار $NO_3^-$ در سطوح مختلف مصرف نیتروژن کودی نشان دادند که انتشار $NO_3^-$ در مقادیر کم مصرف نیتروژن اندک بود، ولی با افزایش مصرف کود به‌طور نمایی افزایش یافت؛ به‌طوری‌که با کاربرد ۴۸، ۱۴۴ و ۲۸۸ کیلوگرم نیتروژن در هکتار به‌ترتیب به ۱/۷، ۵/۳ و ۶۳ کیلوگرم در هکتار رسید.

مصرف بی‌رویه فسفر و به تبع آن جذب بالای این عنصر توسط گیاه اثرات سوئی بر جذب سایر عناصر نیز می‌گذارد. در همین راستا، بوان و لگت (Boan and Legget, 2001) نتیجه گرفتند که غلظت بالای فسفر باعث کاهش جذب روی و کاهش انتقال آن به اندام‌های هوایی و تجمع در ریشه، ساقه و گره‌های سیب‌زمینی می‌شود. از طرف دیگر، از آنجا که ماده آلی قابلیت فراهمی فسفر را در خاک افزایش می‌دهد (Afif *et al.*, 1993; Delgado *et al.*, 2002)، می‌توان به‌عنوان جایگزین مصرف کودهای فسفره شیمیایی در نظام‌های فشرده تولید محصولات در استان خراسان رضوی نظیر کلزا و غلات، مصرف کودهای آلی را مدنظر قرار داد که این امر علاوه بر بهبود تدریجی قابلیت فراهمی این عنصر در خاک و جلوگیری از هدرروی آن، افزایش کارایی مصرف عناصر و کاهش بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی را به‌ویژه در گروه تأثیر سرشارسازی موجب می‌گردد. مواد آلی می‌توانند به‌صورت پوششی محافظ در اطراف ذرات کود، به‌عنوان پیونددهنده فسفر در محل‌های تبادل آنیونی و یا از طریق واکنش با فسفر، موجب تشکیل ترکیبات فسفات آلی شده و با آزادسازی تدریجی فسفر در محلول خاک قابلیت استفاده از این عنصر را برای گیاه افزایش دهند. والن و چانگ (Whalen and Chang, 2002) بیان داشتند که استفاده درازمدت از مواد آلی باعث نگهداری فسفر با پیوندهای کم‌انرژی‌تر شده و قابلیت فراهمی این عنصر را در نیمرخ خاک افزایش می‌دهد. ریوسو و دی‌لوسیا (Russo and De Lucia, 2008) اظهار داشتند که برای کاهش اثرات زیست-محیطی کودهای شیمیایی در خاک، پیش از استفاده، بایستی میزان ماده آلی خاک تعیین گردد تا با توجه به خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک، میزان و نوع کود مصرفی انتخاب شود.

فسفر اصلی‌ترین عامل تشدیدکننده گروه تأثیر سرشارسازی می‌باشد (Charles *et al.*, 2006). خوشنویسان و همکاران (Khoshnevisan *et al.*, 2013) بیان داشتند که مهم‌ترین عامل تشدیدکننده پتانسیل گروه تأثیر سرشارسازی به فسفات با سهم ۶۸ درصد اختصاص دارد. فسفر محلول مورد نیاز برای اکثر محصولات کشاورزی ۰/۳-۰/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Riemersma *et al.*, 2006; Fageria, 2009). لذا با توجه به پتانسیل بالای خاک‌های کشور در تأمین نیاز گیاهان از نظر فسفر (Mirbagheri *et al.*, 2012) و آستانه سرشارسازی (۰/۱-۰/۰۲ میلی‌گرم در لیتر) (Kronvang *et al.*, 2009)، مشخص است که احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در استان خراسان رضوی به فسفر و تشدید پتانسیل این گروه تأثیر به‌ویژه در نظام‌های فشرده تولید محصولات مختلف نظیر کلزا و غلات بسیار زیاد است.

**شاخص نرمال‌سازی:** بیشترین و کمترین شاخص نرمال‌سازی به‌ترتیب برای کلزا و چغندرقند با ۰/۶۱ و ۰/۰۱ به‌ازای هریک تن عملکرد اقتصادی محاسبه شد (شکل ۵). در مقایسه گروه‌های تأثیر مورد مطالعه، بیشترین سهم از مجموع شاخص نرمال شده به سرشارسازی آبی اختصاص داشت. رتبه‌های بعدی به‌ترتیب مربوط به گرمایش جهانی، سرشارسازی خشکی و اسیدی شدن بود (شکل ۵).



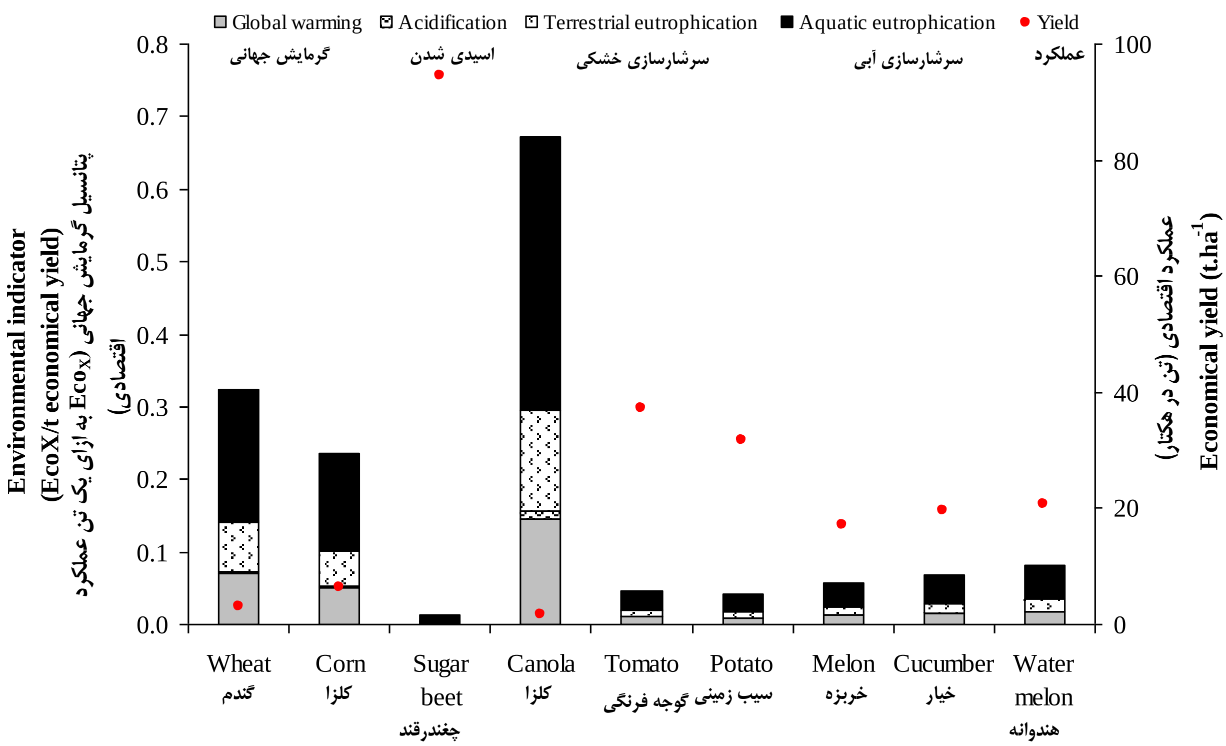

**شکل ۵- شاخص نرمال شده به‌ازای هر یک واحد کارکردی محصولات عمده استان خراسان رضوی**

**Figure 5- Normalized indicator values of important crops as a functional unit in Khorasan-e Razavi Province**

**شاخص بوم‌شناخت:** بیشترین مجموع شاخص بوم‌شناخت مربوط به کلزا با ۰/۶۷ EcoX به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی بود و کمترین میزان برای چغندرقند با ۰/۰۱ EcoX به‌ازای هر یک تن عملکرد اقتصادی حاصل شد. مجموع شاخص بوم‌شناخت در نظام تولید کلزا در مقایسه با نظام‌های تولید گندم، ذرت، هندوانه، خیار، خربزه، گوجه‌فرنگی و سیب‌زمینی به‌ترتیب برابر با ۳۸، ۴۶، ۴۹، ۵۹، ۷۷، ۸۰ و ۹۴ درصد بالاتر به‌دست آمد (شکل ۶). بیشترین سهم در مقایسه گروه‌های تأثیر مورد مطالعه از مجموع شاخص بوم‌شناخت مربوط به سرشارسازی آبی (با میانگین ۵۶ درصد) بود. سهم سایر گروه‌های تأثیر شامل گرمایش جهانی، سرشارسازی خشکی و اسیدی شدن به‌ترتیب ۲۲، ۲۰ و ۱ درصد تعیین گردید (شکل ۶).

کارلز و همکاران (Charles *et al.*, 2006) با انجام مطالعات بهینه‌سازی میزان مصرف نهاده‌ها در نظام‌های تولید محصولات کشاورزی با بهره‌گیری از ارزیابی چرخه حیات خاطر نشان ساختند که به منظور کاهش اثرات زیست‌محیطی ناشی از مصرف کودهای شیمیایی، بایستی عملکرد افزایش یابد تا شدت انتشار آلاینده‌ها به سبب استفاده بیشتر از کودهای شیمیایی توجیه‌پذیر باشد. در این راستا، نتایج این مطالعه نیز نشان داد که صرف‌نظر از میزان مصرف نهاده‌ها در بوم‌نظام‌های زراعی استان خراسان رضوی، عملکرد بالای غده چغندرقند در مقایسه با عملکرد اقتصادی سایر محصولات مورد مطالعه همچون دانه کلزا و غلات کاهش اثرات زیست‌محیطی و به تبع آن کاهش شاخص بوم‌شناخت را به‌دنبال داشت. نتایج این مطالعه همچنین نشان داد که با افزایش مصرف نیتروژن از ۱۴۰ به ۲۲۰ کیلوگرم در هکتار مسمومیت آبی، کاربری زمین و سرشارسازی به‌ازای هر تن دانه گندم کاهش یافت، ولی پتانسیل گرمایش، مسمومیت انسان و مسمومیت خشکی به‌ازای هر یک تن دانه در سطوح بالای مصرف نیتروژن نیز بیشتر از سطوح پایین آن بود (Charles *et al.*, 2006). بنابراین، عملکرد بیشتر در صورتی اثرات محیطی حاصل از

مصرف نهاده‌ها را کاهش می‌دهد که میزان افزایش عملکرد بیشتر از شدت فشرده‌سازی باشد (Tzilivakis *et al*., 2005; Nemecek *et al*., 2010). بدین ترتیب، بایستی توجه گردد که بوم‌نظام‌های زراعی با عملکرد بالا الزاماً در تضاد با مشکلات زیست‌محیطی نیستند، ولی به‌کارگیری بیش از حد نهاده‌ها شامل سوخت و مصرف کودهای مختلف شیمیایی با تشدید انتشار آلاینده‌های مختلف در انواع گروه‌های تأثیر، افزایش تلفات نیتروژن و کاهش کارایی مصرف این عنصر به‌عنوان یکی از اصلی‌ترین عناصر متحرک و در نهایت، تشدید آلودگی‌های زیست‌محیطی را به دنبال دارد. بنابراین، پیشنهاد می‌شود جهت تخفیف اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید در استان خراسان رضوی، افزودن متناسب عناصر غذایی بر مبنای نیاز گیاه، شرایط اقلیمی و خصوصیات خاک مدنظر قرار گیرد (Brentrup *et al*., 2004b). ایریارت و همکاران (Iriarte *et al*., 2010) با بررسی اثرات زیست‌محیطی نظام‌های تولید آفتابگردان و کلزا تأکید کردند که بیشترین اثرات زیست‌محیطی برای گروه‌های تأثیر گرمایش جهانی و سرشارسازی حاصل شد.




**شکل ٦- مجموع شاخص بوم‌شناخت به‌ازای هر یک واحد کارکردی محصولات عمده استان خراسان رضوی**

**Figure 6- Environmental indicator of important crops as a functional unit in Khorasan-e Razavi Province**

آنها دلیل این امر را به تولید و مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی برای افزایش تولید این محصولات و همچنین مصرف سوخت‌های فسیلی تحت تأثیر عملیات فشرده خاکورزی نسبت دادند. هایاشی (Hayashi, 2005) دریافت که فشردگی عملیات زراعی همبستگی قوی با درجه اثرات زیست‌محیطی دارد. برنتراپ و همکاران (Brentrup *et al*., 2004b) با ارزیابی وضعیت نظام‌های تولید محصولات کشاورزی با استفاده از LCA خاطر نشان کردند که در مقادیر پایین مصرف کود، شاخص بوم‌شناخت کمتر بود و با افزایش مصرف کود، این شاخص تشدید گردید. البته بایستی به این مهم توجه کرد که تغییر شرایط اقلیمی و بروز خشکسالی‌های اخیر از طریق تغییر در میزان مصرف نهاده‌ها می‌تواند سهم به‌سزایی در تشدید اثرات زیست‌محیطی محصولات مختلف در استان خراسان رضوی داشته باشد. بر این اساس، پیشنهاد می‌شود مدیریت پایدار نظام‌های زراعی در استان برای کاهش این اثرات زیست‌محیطی از طریق انتخاب الگوی کشت مناسب مدنظر قرار داده شود.

## نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه روی مقایسه اثرات زیست‌محیطی نظام‌های عمده تولیدات زراعی در استان خراسان رضوی شامل گندم، ذرت، چغندرقند، کلزا، گوجه‌فرنگی، سیب‌زمینی، خربزه، هندوانه و خیار با

استفاده از LCA نشان داد که بیشترین اثرات زیست‌محیطی به‌ازای یک واحد کارکردی محصول اقتصادی مربوط به کلزا بود و کمترین اثرات به چغندرقند اختصاص داشت. در بین گروه‌های مختلف، بیشترین اثرات زیست‌محیطی بر مبنای شاخص بوم‌شناخت به‌ازای هر یک تن محصول اقتصادی برای گروه تأثیر سرشارسازی در محیط آبی حاصل شد. بر این اساس، از آنجا که افزایش شدت عملیات خاکورزی و مصرف حاصلخیزکننده‌های شیمیایی خاک، علاوه بر افزایش هزینه‌های تولید، بروز آلودگی‌های زیست‌محیطی را به دنبال دارد، توصیه می‌شود مقادیر کود مصرفی با توجه به نیاز گیاه، تعیین خصوصیات خاک و همچنین توجه به سایر عوامل همچون اقلیم منطقه انتخاب و مدنظر قرار داده شود. علاوه بر این، توصیه می‌شود به منظور افزایش کارایی مصرف نهاده‌ها از جایگزین کردن نهاده‌های شیمیایی، تناوب زراعی و کشت مخلوط با گیاهان تثبیت‌کننده نیتروژن و همچنین انتخاب گیاهان با اثرات زیست‌محیطی کمتر در الگوی کاشت، در نظام‌های تولید در جهت به‌عنوان مدیریت پایدار خاک بهره‌گیری شود که این راهکارها برای کاهش اثرات زیست‌محیطی همراه با حفظ عملکرد بالا مفید خواهد بود.

## سپاسگزاری

بودجه این تحقیق از محل اعتبار طرح پژوهه شماره ۲/۴۰۹۸۵ مورخ ۱۳۹۵/۰۳/۰۹ توسط معاونت محترم پژوهشی دانشگاه فردوسی مشهد تأمین شده که بدین‌وسیله سپاسگزاری می‌شود.

## References


1. Afif, E., Matar, A., and Torrent, J. 1993. Availability of phosphate applied to calcareous soils of West Asia and North Africa. Soil Science Society of America Journal 57: 756-760.
2. Available at: https://www.CO2.earth/
3. Bare, J. C., Norris, G. A., Pennington, D. W., and McKone. T. 2003. TRACI: The tool for the reduction and assessment of chemical and other environmental impacts. Journal of Industrial Ecology 6: 49-78.
4. Barton, L., Kiese, R., Gatter, D., Butterbach-bahl, K., Buck, R., Hinz, C., and Murphy, D. 2008. Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. Global Change Biology 14: 177-192.
5. Biswas, W. K., Barton, L., and Carter, D. 2008. Global warming potential of wheat production in Western Australia: A life cycle assessment. Water and Environment Journal 22: 206-216.
6. Boan, L. C., and Legget, G. E. 2001. Phosphorus and zinc concentrations in Russet Burbank potato tissue in relation to development of zinc deficiency symptoms. Soil Science Society of America Journal 28: 229-232.
7. Bouwman, A. F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere. In: A.F. Bouwman (Ed.), Soils and the greenhouse effect (pp. 61–127). Chichester: Wiley.
8. Brentrup, F., and Palliere, C. 2008. GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use. Proc. International Fertiliser Society, December 11, York, UK.
9. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2001. Application of the life cycle assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilizers. European Journal of Agronomy 14: 221-233.
10. Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., and Lammel, J. 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology: I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. European Journal of Agronomy 20 (3): 247-264.
11. Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., and Kuhlmann, H. 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology: II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. European Journal of Agronomy 20 (3): 265-279.
12. Charles, R., Jolliet, O., Gaillard, G., and Pellet, D. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. Agriculture, Ecosystems and Environment 113: 216-225.
13. Cronbach, L. J. 1951. Coefficient alpha and the internal structure of tests. Psychometrika 16 (3): 297-334.
14. Crutzen, P. J. 1981. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: C.C. Delwiche (Ed.), Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide (pp. 17–44). New York: Wiley.
15. Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A., and Winiwarter, W. 2008. $N2_O$ release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. Atmospheric Chemistry and Physics 8 (2): 389-95.
16. De Vries, W., Kros, J., Oenema, O., and de Klein, J. 2003. Uncertainties in the fate of nitrogen II: a quantitative assessment of the uncertainties in major nitrogen fluxes in the Netherlands. Nutrient Cycling in Agroecosystems 66: 71-102.
17. Delgado, A., Madrid, A., Kassem, S., Andreu, L., and Campillo, M. C. 2002. Phosphorus fertilizer recovery from calcareous soils amended with humic and fulvic acids. Plant and Soil 245: 277-286.
18. Dyer, J. A., and Desjardins, R. L. 2003. The impact of farm machinery management on greenhouse gas emissions from Canadian agriculture. Journal of Sustainable Agriculture 20: 59-74.
19. ECETOC. 1994. European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre (ECETOC), 1994. Ammonia

Emissions to Air in Western Europe. Technical Report No. 62. ECETOC, Brussels.
20. Eckert, H., Breitschuh, G., and Sauerbeck, D. 1999. Kriterien einer umweltverträglichen Landbewirtschaftung (KUL)-ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben (Criteria of Environmentally friendly land use (KUL)-a method for the environmental evaluation of farms). Agriculture Biotechnology Research 52: 57-76. (in Persian with English abstract).
21. Engström, R., Wadeskog, A., and Finnveden, G. 2009. Environmental assessment of Swedish agriculture. Ecological Economics 60: 550-563.
22. Esmaielpour, B., Khorramdel, S., and Amin Ghafori, A. 2015. Study of environmental impacts for potato Agroecosystems of Iran based on nitrogen fertilizer by using Life Cycle Assessment (LCA) methodology. Electronic Journal of Crop Production 8 (3): 199-224. (in Persian with English abstract).
23. Fageria, N. K. 2009. The use of nutrients in plants. Taylor and Francis Group, CRC Press, 430 p.
24. Fallahpour, F., Aminghafouri, A., Ghalegolab Behbahani, A., and Bannayan, M. 2012. The environmental impact assessment of wheat and barley production by using life cycle assessment (LCA) methodology. Environment, Development and Sustainability 14: 979-992.
25. Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R. B. H., Christiansen, K., and Klüppel, H. J. 2006. The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. International Journal of Life Cycle Assessment 11 (2): 80-85.
26. Guinée, J. 1996. Data for the Normalization Step within Life Cycle Assessment of Products. CML Paper no. 14 (revised version). CML (Centre of Environmental Science), Leiden University.
27. Guinée, J. B. 2001. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO standards. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.
28. Hayashi, K. 2005. Practical implications of functional units in life cycle assessment for horticulture: Intensiveness and environmental impacts (1: 368-371). LCM: Innovation by Life Cycle Management: Barcelona, Spain.
29. Hayashi, K. 2013. Practical recommendations for supporting agricultural decisions through life cycle assessment based on two alternative views of crop production: the example of organic conversion. The International Journal of Life Cycle Assessment 18: 331-339.
30. IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Intergovernmental panel on climate change. Greenhouse Gas Inventory Reference Manual Vol. 4.
31. IPCC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, 104 pp., IPCC, Geneva.
32. Iriarte, A., Rieradevall, J., and Gabarrell, X. 2010. Life cycle assessment of sunflower and rapeseed as energy crops under Chilean conditions. Journal of Cleaner Production 18: 336-345.
33. ISO (International Standard Organization). 2006. ISO 14040: 2006(E) Environmental Management – Life Cycle Assessment– Principles and Framework.
34. ISO. 1997. ISO 14040-Environmental management-Life cycle assessment-principles and framework, p. 14.
35. Khorramdel, S., Rezvani Moghaddam, P., and Amin Ghafori, A. 2014. Evaluation of environmental impacts for wheat Agroecosystems of Iran by using Life Cycle Assessment methodology. Cereal Research 4 (1): 27-44. (in Persian with English abstract).
36. Khorramdel, S., Shabahng, S., and Amin Ghafori, A. 2016. Study of environmental impacts for sugar beet agroecosystems in Khorasan Province by using Life Cycle Assessment (LCA). Final Report, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran. (in Persian with English abstract).
37. Khoshnevisan, B., Rafiei, S., Omid, M., Keyhani, A., and Movahedi, M. 2013. Assessing of energy indices and environmental impacts of potato production (Case study: Fereydoonshahr region, Isfahan province). Iranian Journal of Biosystems Engineering 44 (1): 57-66. (in Persian with English abstract).
38. Koocheki, A., Khorramdel, S., and Jafari, L. 2014. Evaluation of environmental consequences for agroecosystems under conventional management in Khorasan Province. Journal of Agroecology (In Press). (in Persian with English abstract).
39. Kopiñski, J. 2012. Realization of environmental and economic objectives by the farms of various specialization directions (in Polish). Problems in Agricultural Engineering 2: 37-45.
40. Kowalski, Z., Kulczycka, J., and Góralczyk, M. 2007. Environmental life cycle assessment of the manufacturing processes (LCA) (in Polish). PWN Press, Warsaw, Poland.
41. Kronvang, B., Rubak, G. H., and Heckrath, G. 2009. International phosphorus workshop: Diffuse phosphorus loss to surface water bodies- risk assessment, mitigation options, and ecological effects in river basins. Journal of Environmental Quality 38: 1924-1929.
42. Lal, R. 2004. Carbon emission from and farm operations. Environment International 30: 981-990.
43. Lammel, J. 2000. Environmental aspects of fertilizer production and use- consequences for fertilizer types and use. IFA Production and International Trade Conf., October 17-19, Shanghai, China.
44. Mahler, R. L., Koehler, F. E., and Lutcher, L. K. 1994. Nitrogen source, timing of application and placement: Effects on winter wheat production. Agronomy Journal 86: 637-642.

45. Meisterling, K., Samaras, C., and Schweizer, V. 2009. Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. Journal of Cleaner Production 17: 222-230.
46. Mila i Canals, L., Burnip, G. M., and Cowell, S. J. 2006. Evaluation of the environmental impacts of apple production using Life Cycle Assessment (LCA): Case study in New Zealand. Agriculture, Ecosystems and Environment 114: 226-238.
47. Mirbagheri, E., Abbaspour, A., Rohani, A., and Ghorbani, H. 2012. Evaluation of phosphorus status in some potato fields of Mojen region in Semnan Province. Iranian Journal of Soil Research 26 (3): 235-243. (in Persian with English abstract).
48. Monti A., Fazio S., and Venturi G. 2009. Cradle-to-farm gate life cycle assessment in perennial energy crops. European Journal of Agronomy 31: 77-84.
49. Moudrý, J., Jelínková, Z., Plch, R., Moudrý, J., Konvalina, P., and Hyšpler, R. 2013. The emissions of greenhouse gases produced during growing and processing of wheat products in the Czech Republic. Journal of Food, Agriculture and Environment 11 (1): 1133-1136.
50. Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2017a. Life cycle assessment (LCA) for wheat production systems of Iran: 1- comparison of inputs level. Journal of Agroecology (In Press). (in Persian with English abstract).
51. Nassiri Mahallati, M., and Koocheki, A. 2017b. Life cycle assessment (LCA) for wheat production systems of Iran: 2- spatial comparison over the country. Journal of Agroecology (In Press). (in Persian with English abstract).
52. Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., and Gaillard, G. 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104: 217-232.
53. Rathke, G. W., and Diepenbrock, W. 2006. Energy balance of winter oil seed rape cropping as related to nitrogen supply and preceding crop. European Journal of Agronomy 24: 35-44.
54. Riemersma, S., Little, J., Ontkean, G., and Moskal-Hébert, T. 2006. Phosphorus Sources and Sinks in Watersheds: A Review. Alberta Soil Phosphorus Limits Project.
55. Roy, P., Shimizu, N., and Kimura, T. 2005. Life cycle inventory analysis of rice produced by local processes. Journal of the Japanese Society of Agricultural Machinery 67 (1): 61-67.
56. Russo, G., and De Lucia, B. 2008. Environmental evaluation by means of LCA regarding the ornamental nursery production in rose and sowbread greenhouse cultivation. Acta Horticulturae 801: 1597-1604.
57. Skowroñska, M., and Filipek, T. 2014. Life cycle assessment of fertilizers: a review. International Agrophysics 28: 101-110.
58. Soltani, A., Bazrgar, A. B., Koocheki, A., Zeinali, E., Ghaemi, A. R., and Hajarpoor, A. 2015. Life Cycle Assessment (LCA) of sugar beet production in various production systems in Khorasan. Electronic Journal of Plant Production 8 (1): 43-62. (in Persian with English abstract).
59. Soltani, A., Rajabi, M. H., Zeinali, E., and Soltani, E. 2010. Evaluation of environmental impact of crop production using LCA: wheat in Gorgan. Electronic Journal of Plant Production 3: 201-218. (in Persian with English abstract).
60. Van der Hoek, K. W., and Van Schijndel, M. W. 2006. Methane and nitrous oxide emissions from animal manure management 1990-2003. Background document on the calculation method for the Dutch National Inventory Report. RIVM and MNP (Netherlands Environmental Assessment Agency), Belhaven, The Netherlands, pp. 1-50.
61. Whalen, J. K., and Chang, C. 2002. Phosphorus sorption capacities of calcareous soils receiving cattle manure applications for 25 years. Communications in Soil Science and Plant Analysis 33: 1011-1026.

Iranian Journal of Field Crops Research
Vol. 16, No. 3, Fall. 2018, p. 665-681

نشریه پژوهشهای زراعی ایران
جلد ۱۶، شماره ۳، پاییز ۱۳۹۷، ص. ۶۸۱-۶۶۵

# Evaluation of environmental impacts of important field crops by Life Cycle Assessment (LCA) in Khorasan-e Razavi Province

**A. Koocheki[1*]- J. Vafabakhsh[2]- S. Khorramdel[3]**

Received: 28-01-2018
Accepted: 16-05-2018


## Introduction

Agriculture is responsible for food production and consequently food security in one hand but on the other hand is the cause of many environmental externalities. Synthetic chemicals and other environmental pollutants have increased these externalities in the form of soil acidification and salinization, emission of greenhouse gases, nitrogen leaching to ground water, and eutrophication.

Many attempts have been made to evaluate the impacts of such phenomenon on the surrounding environment of which 'Life Cycle Assessment (LCA)' ('cradle-to-grave') is the most comprehensive one.

Due to increasing use of chemical inputs in agriculture in Khorasan-e Razavi province and its consequent environmental effects, LCA seems to be an appropriate tool to quantify such impacts. The objective of this study was to assess the environmental impacts of important field crops production in Khorasan-e Razavi Province by LCA.

## Materials and Methods

This study was conducted to assess the environmental impact of production of important crops such as wheat, corn, sugar beet, canola, tomato, potato, melon, water melon and cucumber in Khorasan-e Razavi Province. In order to evaluate the relevant environmental effects, LCA methodology in compliance with ISO14044 was used and two factors concerned to resource consumption and contaminants emissions were computed. In this regard, four phases, which are goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment, and interpretation, were designed to assess life cycle index. To make the various inputs and outputs comparable, it was necessary to relate these data to a common functional unit, which represent the main function of the system. Therefore, all resource consumption and emissions was related to one ton of economical yield. Three main categories as impacts on environment including global warming, acidification, and eutrophication (terrestrial and aquatic) were defined. To compare the indicators, they were normalized. For the normalization, the indicator results per functional unit were related to the respective indicator results for defined reference area. Finally, an index called environmental index (EcoX) was calculated. Cronbach's alpha was used for assessing the reliability of questionnaire.

## Results and Discussion

The results showed that the largest share of greenhouse gas emissions in global warming category was related to $CO_2$. The highest and the lowest global warming potential per functional unit were found for canola (1342.01 kg $CO_2$ equivalents/ one ton of economical yield) and sugar beet (27.25 kg $CO_2$ equivalents/ one ton of economical yield), respectively. The maximum and minimum aquatic eutrophication potential per functional unit were calculated for canola (0.59 kg $PO_4$ equivalents/ one ton of economical yield) and sugar beet (0.01 kg $PO_4$ equivalents/ one ton of economical yield) with, respectively. The highest and lowest EcoX were computed for canola with 0.67 Ecox/ one ton of economical yield) and sugar beet (0.01 EcoX/ one ton of economical yield), respectively.

## Conclusions

The results revealed that, agricultural production systems with high levels of economical yield do not always contradict with environmental safety. In other word, high yield in agriculture and environmental stewardship is


1- Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
2- Assistant Professor, Agricultural and Natural Resource Research and Education Center of Khorasan-Razavi, Mashhad, Iran
3- Associate Professor, Department of Agrotechnology, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
(*- Corresponding Author Email: akooch@um.ac.ir)

not divergent. Therefore, one of the appropriate approaches to decline the environmental impact of agricultural production is to achieve higher yield per unit of area by increasing resource use efficiency. In order to reduce environmental effect and obtain an environmental friendly for production systems in Khorasan-e Razavi province, different ecological approaches could be proposed such as nitrogen application on the basis of crops demands to provide utmost uptake and consequently decline nutrients leaching, decrease acidification and eutrophication impacts, and decrease global warming potential.

**Keywords:** Aquatic Eutrophication, Agroecosystem management, Global warming, Pollutant emission